

MECANISMOS ECONOMICOS PARA EL CONTROL DE LA CALIDAD DEL AGUA

Por
CARLOS SAN JUAN MESONADA (*)

La discusión de los instrumentos utilizados para alcanzar determinados niveles de polución acapara actualmente la atención de un buen número de especialistas preocupados por los resultados de algunas experiencias de control de contaminación donde se han puesto de manifiesto que no basta la existencia de una voluntad de intervención para mejorar los niveles contaminación.

Incluso se ha puesto de manifiesto en los estudios más recientes que un impuesto de tipo único o la regulación legal de los standard de calidad ambiental de determinados sistemas de producción que generan vertidos en el agua o en el aire pueden resultar, en algunos casos, ineficientes económicamente y además no siempre generan incentivos para el progreso técnico hacia sistemas futuros menos contaminantes.

Los mecanismos de mercado para el control de la polución del agua han abierto nuevas expectativas sobre la posibilidad de lograr un control flexible y que tenga en cuenta la función de costes marginales de reducción de la contaminación de las empresas implicadas. Sin embargo su aplicabilidad esta condicionada también por las características de las fuentes de emisión de residuos contaminantes.

(*) Universidad Carlos III de Madrid. Departamento de Economía.
— Revista de Estudios Agro-Sociales. Núm. 167 (enero-marzo 1994).

Los mecanismos económicos para el control de la calidad del agua podemos clasificarlos en dos grandes grupos según que las fuentes de polución sean localizables o estén dispersas geográficamente.

Las fuentes de polución dispersas pueden ser abordadas mediante instrumentos fiscales de control como el establecimiento de un impuesto sobre el input, el impuesto de polución añadida (IPA) y, en el caso de polución internacionalizada, pueden plantearse esquemas de protección efectiva para determinar los niveles arancelarios por productos.

Alternativamente, si las fuentes de polución son localizables pueden utilizarse sistemas de mercado, como los permisos de emisión transferibles, impuestos pigouvianos, sistemas de regulación directa como los utilizados por las autoridades británicas para el agua regulando por mecanismos de «consenso» (lista de efluentes tolerados) y standards de emisión («recortes»).

El origen teórico de las soluciones de mercado a las externalidades es, como es bien sabido, el artículo de Ronald Coase (1960): «The problem of social cost», que da lugar a una abundante literatura de la que destacan en particular, los intentos por adaptar el teorema de Coase a condiciones de competencia imperfecta (James Buchanan (1969): «External diseconomies, corrective taxes and markets structure») También hay que destacar, siguiendo a Pearce y Turner (1990) las importantes aportaciones de William Baumol y David Bradford (1972): «Detrimental externalities and non-convexity of production set», que luego aparece reelaborado en el conocido libro de Baumol y Oates (1988), del que disponemos de una edición en castellano de la primera edición en inglés de 1975 (*La teoría de la Política económica del medio ambiente*. Antoni Bosch. Barcelona. 1982) pero todavía no de la segunda edición en la que se han introducido algunas modificaciones significativas.

Para que se puedan aplicar mecanismos de mercado al control de la contaminación es imprescindible que las fuentes contaminantes sean localizables y estén bien definidas, es decir que se trate de agentes económicos (empresas, municipios, etc.). Solamente en éste caso se pueden aplicar sistemas de control de la contaminación como los mercados de permisos de emisión transferibles.

I. CONTAMINACION DIFUSA

Más adelante veremos el problema económico que se plantea para lograr objetivos de calidad ambiental del agua en una zona geográfica como emisores identificables y en número reducido.

Pero si el problema ambiental tiene su origen en fuentes de emisión dispersas, como es el caso de la contaminación generada por el uso inadecuado de fertilizantes y fitosanitarios en las explotaciones agrarias, puede resultar más efectivo gravar los inputs utilizados que tratar de desarrollar programas locales. (Jacobs, 1991).

La solución en este caso puede ser un impuesto sobre el input utilizado. P.e. Noruega y Suecia tiene un impuesto proporcional a la riqueza en sulfuros de los carburantes utilizados para controlar la amenaza de lluvia ácida y los Países Bajos (entre otros), han establecido impuestos sobre el contenido de nitrógeno de los fertilizantes para moderar la contaminación de las aguas subterráneas.

Cuando el origen de la contaminación no es un número limitado de plantas donde se concentra la emisión de efluentes, sino un gran número de actividades dispersas en el territorio, la estrategia de control varía significativamente.

Una de las primeras alternativas es diseñar un impuesto sobre el input que genera la contaminación difusa (combustibles, fertilizantes, pesticidas, zoosanitarios, etc.).

En general, resulta más fácil identificar al fabricante o importador y diseñar técnicas de imputación de las deseconomías externas sobre la industria originaria de los efectos indeseados que sobre los procesos finales que utilizan los productos industriales.

Por ejemplo, resulta más sencillo diseñar un impuesto (en aplicación del principio «el que poluciona paga») para moderar el uso de fitosanitarios aplicándolo a las relativamente pocas industrias de productores (o importadores) de fitosanitarios que intentar diseñar una medida similar afectando a los relativamente más numerosos y dispersos agricultores que utilizan estos productos. En este sentido son bastante conocidas ya las propuestas para internalizar las deseconomías externas originadas por el uso de pesticidas en la agricultura mediante un impuesto al vendedor inicial del producto químico.

Alguna experiencia de aplicaciones en Georgia (USA) permite ser optimista sobre su viabilidad. Sin embargo esto plantea inmediatamente el problema de lograr un acuerdo internacional para evitar distorsiones en el comercio mundial, lo que lleva a plantearse las posibilidades de aplicación del sistema a nivel internacional (Allison, Jhon R. (1990): «Internalizing and Controlling the external costs of Agricultural Chemical Use», VIth European Congress of Agricultural Economists. The Hague. mimeo).

II. IMPUESTO SOBRE LA POLUCION AÑADIDA

Una alternativa a un acuerdo internacional para establecer un impuesto sobre el input que origina la contaminación después del proceso productivo, es el IPA (Impuesto sobre la Polución Añadida) [PAT, Pollution Added Tax]. El IPA funcionaría en frontera según el principio de *país de destino*. Esto significa que al igual que sucede con los impuestos indirectos se devolvería el importe pagado por IPA a la salida de la mercancía del país de origen, el exportador, y se cargaría al entrar en el país de destino un IPA equivalente al que hubiera tenido que soportar la mercancía si hubiera sido fabricada en el país importador.

Este procedimiento tiene la ventaja de que evita los incentivos a trasladar las industrias sucias a zonas de menor desarrollo de la legislación ambiental para, posteriormente, exportar a las áreas industrializadas. Por tanto si se aplicara en los países desarrollados no serían necesarios acuerdos internacionales para hacer extensible la normativa a terceros países. Sin embargo requiere desarrollar una normativa técnica para establecer una especie de «arancel verde» que permita definir los tipos de IPA por mercancías.

Al ser un impuesto indirecto el efecto que tiene sobre el consumo depende de la elasticidad demanda-precio de cada bien pues esto determina la reducción relativa del consumo. Desde el punto de vista de la oferta, la capacidad de trasladar el impuesto a los consumidores depende de las características particulares del mercado: a mayor poder de mercado de las empresas más posibilidades de trasladar el impuesto a los consumidores.

Evidentemente también se producen efectos de sustitución entre unos bienes y otros dependiendo de las elasticidades cruzadas de los mismos y la posible diferencia de tipo de IPA.

La experiencia de aplicación del IPA a nivel internacional es reducida y tampoco tengo información sobre casos de estudio aplicados directamente al control de calidad del agua (p.e. podría plantearse el problema en cursos de agua que atraviesan distintas regiones o estados nacionales).

Sin embargo algunos estados europeos ya han empezado a aplicar impuestos diferenciados en productos que tiene impactos difusos negativos en la calidad de las aguas, como los aceites para motores y los combustibles.

Uno de los problemas que ya se ha puesto de manifiesto en estas aplicaciones piloto es que la carga impositiva es poco efectiva ambientalmente si no consigue alcanzar un nivel suficiente para llegar a afectar el precio de forma crucial, es decir elevando suficientemente el precio del producto más contaminante respecto del más «ecológico» como para generar reacciones efectivas en los consumidores.

En general se puede decir que uno de los criterios fundamentales para decidir la implantación de un IPA sobre un producto es que el daño ambiental sea provocado por el bien en sí mismo y no por su proceso de fabricación (Jacobs, 1991).

La teoría de la protección efectiva también puede aplicarse al caso de comparaciones de protección ambiental efectiva. En este caso la protección ambiental efectiva vendría definida como la tasa que relaciona el valor añadido obtenido por la empresa en ausencia de IPA y el valor añadido de la empresa con IPA. En este caso se entiende que existe un tipo impositivo del IPA t_j para el output distinto de los tipos impositivos t_i que sorportan los inputs.

La tasa de protección ambiental efectiva permite comparar los distintos niveles de protección ambiental entre sectores y países por lo que su desarrollo tiene el mayor interés cuando se trata de comparar países integrados en un mercado común o en una unión económica. También puede ser interesante este instrumento para determinar los niveles efectivos de protección ambiental existentes en una corriente fluvial que atraviesa varias naciones (San Juan, 1994).

III. MECANISMOS DE MERCADO PARA EL CONTROL DE LA POLUCION DEL AGUA

El trabajo de Nick Hanley (1993): «Controlling Water Pollution using Market Mechanisms: Results from Empirical Studies» incluido en la nueva edición revisada del libro de Turner, R. Kerry (ed.) (1993): *Sustainable Enviromental Economics and Menagement. Principles and practice* presenta una interesante revisión de las ventajas teóricas de los «mecanismos de mercado», principalmente permisos de emisión transferibles [tradable discharge permits] e impuestos sobre las emisiones, con especial referencia al control de la contaminación de aguas.

La eficiencia de los distintos instrumentos para alcanzar objetivos de calidad ambiental debe ser valorada desde la perspectiva económica en un doble plano:

- 1) La eficacia técnica del instrumento para alcanzar el objetivo de calidad ambiental propuesto por la agencia de intervención. Es decir que se consigan los niveles de contaminación inferiores o iguales a los considerados como mínimos aceptables.
- 2) La eficiencia económica paretiana del esquema de intervención, entendida como la mejor asignación posible de los recursos utilizados para alcanzar el objetivo ambiental propuesto.

Los instrumentos de mercado para el control de los niveles de contaminación surgen en la literatura económica a raíz de constatar que una regulación (legislación) uniforme, tanto sobre niveles como sobre tecnologías de producción, es ineficiente como medio para lograr una reducción de la contaminación hasta el umbral deseado. Esta conclusión fue primeramente obtenida por Baumol y Oates (1971; 1988) al señalar que siempre el coste marginal de controlar la polución o *coste marginal de reducción* [Marginal Abatement Cost, MAC] es diferente entre las distintas empresas polucionadoras. Es ineficiente una regulación uniforme de tasas de vertidos.

Si el objetivo de control de la agencia ambiental se define en términos de un determinado nivel de polución, p.e. calidad de agua, además aparece otra fuente de ineficiencia significativa por el dife-

rente valor económico de los impactos ambientales de las descargas, los llamados *costes marginales del daño* [marginal damage costs MDC].

Si el *coste marginal de reducción* y/o los *costes marginales del daño* varía según las distintas fuentes de emisión, entonces la eficiencia (definida como la consecución del objetivo al mínimo coste del recurso) requiere flexibilidad en el control, con la mayor parte de los controles definidos en términos de bajo *coste marginal de reducción*/altos *costes marginales del daño* para las fuentes de emisión (empresas contaminantes).

Los instrumentos de mercado actúan fijando un precio por contaminar y dejando, a continuación, que las empresas fijen sus niveles de emisión de acuerdo con, en el caso más simple, sus equivalentes *costes marginales del daño* adecuando así su esquema de *coste marginal de reducción* al precio fijado por contaminar.

Si el precio es único, el resultado iguala los *costes marginales de reducción* de todos los emisores que es una condición necesaria de eficiencia.

Si los *costes marginales del daño* varían, en un sistema fiscal del tipo «el que contamina paga» como el propuesto en Europa, el tipo impositivo debe diferenciarse entre las empresas según sean sus *costes marginales del daño*. Con un sistema impositivo perfectamente diferenciado, las empresas contaminantes minimizan costes y actuarán de tal forma que, en el equilibrio, coste marginal de reducir la polución (a diferencia del de reducir las emisiones) debe ser igualado en todas las empresas contaminantes. De nuevo el resultado es, en la versión más simple del modelo, la eficiencia.

Sin embargo en las diferentes experiencias para desarrollar un sistema fiscal de control de la contaminación diseñadas a partir del modelo original propuesto por Baumol y Oates se presentan tres tipos de problemas:

- 1) Se requieren altos niveles de información sobre los *costes marginales de reducción* de la contaminación de las empresas para fijar los tipos impositivos diferenciados correctos (eficientes). Además el tipo «correcto» puede variar a lo largo del tiempo cuando la función agregada de *coste marginal de reducción* cambia a precios corrientes. Cuando los *costes*
-

marginales del daño cambian la agencia de control ambiental [EPA] debe identificar como se distribuyen entre las empresas: un tipo único de impuesto en estas circunstancias puede ser muy costoso en términos de recursos utilizados, quizás más costoso que un standard único de calidad.

- 2) Un sistema fiscal sencillo, donde no se utilizan los fondos obtenidos de los impuestos para financiar las medidas ambientales, puede minimizar los costes sociales, pero puede ser muy caro para las empresas en términos de la distribución del impacto entre ellas. Esto puede llevar a que presionen para que se fijen standards de calidad fijos para todas en lugar de impuestos.
- 3) Mientras que el organismo de intervención no encuentra el tipo impositivo «correcto» y las empresas minimizan costes, el nivel deseado de contaminación no se alcanza.

Los *permisos de emisión transferibles* PETs [tratable discharge rights, TDR] permiten superar estos problemas bajo determinadas condiciones. Si por ejemplo son inicialmente concedidos libremente [grandfathered], entonces la transferencia de fondos a la agencia de control implícita en el sistema de impuestos sin compensación, se suprime, y la agencia no tiene que conocer todas las funciones de *coste marginal de reducción* de las empresas contaminantes, así los permisos de emisión se convierten en una restricción cuantitativa con un precio fijado en el mercado de permisos de emisión. Por tanto si las empresas no defraudan y la agencia hizo bien sus sumas se consiguen los niveles de contaminación previstos.

Sin embargo si los costes marginales del daño varían, como suele suceder en muchos casos de control de calidad ambiental del agua, se producen entonces intercambios de permisos de emisión a precio (tipo de cambio) de uno por uno en toda el área controlada y esto conduce a violaciones de los niveles de calidad programados.

Cómo solucionar este problema, en la práctica, con un sistema de permisos ambientales es complicado; esto nos lleva a la necesidad de fijar normas de funcionamiento en el mercado de permisos de emisión transferibles. Se reduce así el número de transacciones ahorradoras de costes y significa que el sistema de PETs no llega exac-

tamente a una solución de mínimo coste. Y, por último, los mercados de permisos de emisión puede tener problemas de competencia imperfecta en el comportamiento de los agentes, especialmente cuando el número de potenciales «mercaderes» es reducido (pocas empresas con PETs). Esto significa que el coste de alcanzar los objetivos aumenta pero la mayoría de los estudios disponibles (Maloney and Yale, 1984) señalan que este efecto es relativamente débil.

IV. DE LA TEORIA A LOS CASOS DE ESTUDIO

Como señala Hanley (1993), si se repasan los sistemas de control de la contaminación en USA y UK se encuentra que mayoritariamente se están utilizando sistemas de control de contaminación tanto del agua como del aire que no están basados en mecanismos de mercado. La excepción es, obviamente, el Emissions Trading Program americano.

En el Reino Unido los programas de control de la contaminación en los cursos de agua están regulados por «consenso», mediante el cual se especifican tanto los tipos de emisiones como las cantidades tolerables. Las autoridades competentes (NRA, National Rivers Authority en Inglaterra y Gales; RPBs, Rivers Purification Boards, en Escocia) usan varios indicadores de calidad de las aguas, entre ellos la Demanda Biológica de oxígeno (BOD) y la Demanda Química de oxígeno (QOD) que miden la influencia en la pérdida de oxígeno disuelto en agua provocado por una unidad de cada tipo de emisión, la temperatura, salinidad, color, turbulencia, pH, niveles de amoníaco, y niveles de concentración de sustancias de la «lista roja» (como la Atracina, un herbicida, o el DDT).

De esta manera se puede combinar tipo de emisión (efecto *calidad*, medido en mg/l BOD) y cantidad vertida (p.e. l/h, l/día).

Por tanto el problema económico consiste en determinar si se pueden imponer costes de emisión (tasas) más eficientes con mecanismos de mercado que sustituyan al tradicional sistema de tarifa proporcional a la cantidad-tipo de descarga.

Esta posibilidad existe desde el momento en que se sabe que los costes marginales de reducción de las descargas no son iguales para todas las empresas. Por tanto si existen escalones en la función

MAC es importante localizarlos para fijar los niveles impositivos adecuados para alcanzar el objetivo ambiental propuesto.

Si se desean usar mecanismos de mercado, como los permisos de emisión transferibles, para controlar las emisiones es preciso resolver dos tipos de problemas:

- 1) Como simular la reacción en términos de emisiones de las distintas alternativas de política de control ambiental.
- 2) Como simular los efectos en la calidad del agua de estas alternativas.

Por tanto partiendo del teorema de Baumol-Oates esto se convierte en un modelo de programación matemática o de programación lineal en el que se trata de minimizar una función objetivo donde las variables independientes representan los costes de control de polución.

Este procedimiento permite traducir las emisiones (teniendo en cuenta el punto geográfico donde se producen, el efecto potencial en términos de BOD y COD, etc) en unos índices de transferencia de las emisiones específicas (según sea el producto i descargado, en cantidad q , en el punto g , por tiempo t), que en realidad pueden interpretarse como precios sombra que valoran las deseconomías externas provocadas por el vertido, es decir, el coste marginal para la empresa de verter. Por tanto reaccionará igualando coste marginal del vertido al ingreso marginal obtenido por la producción en ese momento.

Si las empresas tienen curvas de MAC diferentes existen condiciones para que se produzcan intercambios de permisos de emisión si se crea un mercado. Además con unas normas adecuadas de transacciones se incentiva la consecución de los objetivos ambientales y la eficiencia económica en el área de forma simultánea y flexible, al contrario de lo que ocurre con normas legales rígidas que pueden quedar rápidamente obsoletas.

En el libro de Bronley se puede ver un modelo de oferta y demanda de economías y deseconomías externas generadas por actividades productivas competitivas, en su caso agricultores y sociedad que demandan suelo para producir alimentos o esparcirse (ocio) respectivamente.

El caso de los modelos de simulación para control de calidad de aguas en determinados espacios geográficos (como los expuestos

por Hanley que compara las experiencias de control en el río Fox, Wisconsin, y en los estuarios británicos de Tees y Forth) se enfrentan básicamente a un problema económico similar pero en una versión más compleja ya que existen varios tipos de efluentes, varias empresas, localizaciones diferenciadas y además para cada tipo de emisión en cada punto hay que simular efectos ambientales distintos según las condiciones meteorológicas (mareas, temperatura, caudal de agua dulce del río, etc).

Uno de los principales inconvenientes prácticos que parecen presentar los sistemas de permisos de emisión transferibles es que las reducciones en los costes de control de la polución que el sistema permite obtener no son materializados por las empresas ya que el número de transacciones de permisos de emisión transferibles (PETs) es muy bajo, lo que viene a significar que el mercado es reducido y por tanto puede resultar complicada la formación de un precio «en competencia perfecta».

Estos modelos de control de la contaminación del agua en estuarios tiene en común con algunos enfoques recientes aplicados a la agricultura que, en ambos casos se requiere un modelo económico que simula las respuestas a las medidas económicas y otro modelo físico que simula las reacciones del medio natural.

Una aplicación de las funciones de producción con variables ambientales a un caso de estudio, los regadíos de Monegros II en Aragón, fue presentada por la profesora Inmaculada Astorquiza, de la Universidad Pública de Navarra, que desarrolla en esta ponencia un modelo de optimización dinámica integrado elaborado anteriormente (Astorquiza y Wowitt, 1992, «Irrigation development, crop production and technology choice under saline and limited drainage conditions: application to Monegros II (Spain)» mimeo) para realizar una evaluación intertemporal de los proyectos de regadío teniendo en cuenta consideraciones de conservación de los recursos y alternativas tecnológicas y de gestión de los sistemas de riego. Es importante resaltar que en el trabajo presentado en este seminario: «Economics and Physical Impacts of an Irrigation Development Project: Policy Analysis for Deep Percolation Control» se integran un modelo de flujos físicos y otro de flujos monetarios para realizar la evaluación del proyecto de riego, resultando un enfoque bastante innovador.

El problema de la salinización de capas profundas del suelo por infiltración de aguas de riego se modeliza, en esta versión intertemporal, con un modelo DCS [Dynamic Control-Sistem] que liga el modelo económico con el de flujos hidrosalinos. Un enfoque interesante cuando se trata de estudiar problemas de polución de origen dispersa ya que en este caso la salinización del subsuelo no tiene su origen en las aguas utilizadas para el riego sino en las capas profundas del suelo de regadío, un problema frecuente en zonas semiáridas.

Básicamente se consideran dos escenarios uno *sin regulación* y el otro con incrementos de precios o subdios a determinadas técnicas de riego. Se utiliza el modelo como instrumento para simular alternativas de control de la salinización:

- Incremento en el precio del agua (tasa uniforme).
- Tasa colectiva si se superan determinados niveles críticos de salinización que se consideran socialmente deseables para la región.
- Un subsidio que reduce los costes de inversión para mantener el equipo de riego en óptimas condiciones.
- Un incentivo que incrementa el beneficio neto obtenido del CUC [Christiansen Uniformity Coefficient, que mide la aplicación uniforme de cada sistema de riego como índice de optimización del capital] de distintas tecnologías de irrigación.

Previamente se calculan los valores para estimar las alternativas de regulación (los costes sombra y beneficios) mediante un modelo de localización óptima que incluye las principales variables ambientales.

Entre sus conclusiones destaca que solamente las políticas de precios provocan cambios significativos en el perfil de las variables clave. Esto se debe a la influencia que los precios del agua ejercen en el volumen y localización de los recursos de este input.

BIBLIOGRAFIA

- BAUMOL, W. y BRADFORD, D. (1972). «Detrimental externalities and non-convexity of production set», *Economica*, mayo.
- BAUMOL, W. y OATES, W. (1988). *The Theory of Enviromental Policy*. Cambridge Univ. Press. Cambrige. (2.^a Ed.).
-

BROMLEY, D. W. (1991). *Environment and Economy Property Rights & Public Policy*. Blackwell. Oxford U.K. & Cambridge, USA.

BUCHANAN, J. (1969). «External diseconomies, corrective taxes and markets structure», *American Economic Review*, marzo

COASE, R. (1960). «The problem of social cost», *Journal of Law and Economics*, octubre.

MALONEY y YALE (1984). «Estimating the cost of air pollution control regulation», *Journal of environmental Economics and management*, n.º 11, pp. 244-263.

HANLEY, N. (1993). «Controlling Water Pollution using Market Mechanisms: Results from Empirical Studies» en TURNER, R. Kerry (ed.) (1993).

JACOBS, M. (1991). *The Green Economy. Environment. Sustainable Development and the Politics of the Future*. Pluto Press. London.

PEARCE, D. W. y TURNER, R. K. (eds.) (1990). *Economics of Natural Resources and the Environment*. Harvester & Wheatsheaf. Hertfordshire.

SAN JUAN, C. (1994). «The PAT and international trade», mimeo, Univ. Carlos III de Madrid.

TURNER, R. K. (ed.) (1993). *Sustainable Environmental Economics and Management. Principles and practice*. Velhaven Press. London.
